

Changement climatique, ozone troposphérique et particules atmosphériques, et leur impact sur la santé

Kristie L. Ebi¹ et Glenn McGregor²

¹ESS, LLC, Alexandria, Virginie, États-Unis ; ²The University of Auckland, Auckland, Nouvelle-Zélande

OBJECTIF : Comme l'état de l'atmosphère détermine le développement, le transport, la dispersion et le dépôt des polluants atmosphériques, il est à craindre que le changement climatique n'affecte la morbidité et la mortalité associées aux concentrations élevées de ces gaz et particules fines. Nous évaluons en quoi le changement climatique pourrait influencer les futures concentrations d'ozone troposphérique et de particules atmosphériques (PA) ainsi que l'impact du changement de ces concentrations sur la santé de la population.

SOURCES DES DONNÉES : Nous examinons des études prévoyant l'impact du changement climatique sur la qualité de l'air, et d'autres estimant l'impact de ces changements sur la morbidité et la mortalité.

SYNTHÈSE DES DONNÉES : Il se peut que le changement climatique ait un impact sur la qualité de l'air aux niveaux local et régional en raison des changements des taux de réactions chimiques, des hauteurs des couches limites qui influencent le mélange vertical des polluants et de la modification des écoulements d'air synoptiques qui régissent le transport des polluants. Les sources d'incertitude incluent l'amplitude du changement climatique à venir, les futures émissions de polluants atmosphériques et leurs précurseurs, ainsi que l'évolution de la vulnérabilité de la population à l'avenir. Étant donné ces incertitudes, les prévisions suggèrent qu'en raison du changement climatique, les concentrations d'ozone troposphérique augmenteront, du moins dans les pays à revenus élevés lorsque le niveau des émissions de polluants précurseurs reste constant, ce qui causerait un accroissement de la morbidité et de la mortalité. Peu de prévisions sont disponibles pour les pays à faibles et moyens revenus. Les preuves sont moins concluantes pour les PA, principalement en raison du peu d'études réalisées.

CONCLUSIONS : Il convient d'effectuer un plus grand nombre de recherches pour mieux comprendre les impacts possibles du changement climatique sur la santé de la population associée à la pollution atmosphérique. Si les modèles améliorés continuent de prévoir des concentrations d'ozone plus élevées accompagnées d'un changement climatique, la réduction des émissions de gaz à effet de serre pourrait améliorer la santé des générations actuelles et futures.

MOTS CLÉS : pollution atmosphérique, changement climatique, impacts sur la santé, ozone, particules atmosphériques. This translated article is the property of the U.S. government and is therefore without copyright. Please cite to the original English version of this article— *Environ Health Perspect* 118:000–000 (2010). doi:10.1289/ehp.11463 disponible à <http://dx.doi.org/> [Online 10 July 2008]

De nombreux documents présentent les effets nuisibles sur la santé d'une exposition à des concentrations élevées de polluants atmosphériques, en particulier l'ozone, les particules atmosphériques dont le diamètre est aérodynamique < 10 (PM₁₀) et < 2,5 µm (PA_{2,5}), le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote, le monoxyde de carbone et le plomb. Dans le monde entier au cours de l'année 2000, on attribue à la pollution atmosphérique urbaine 0,8 million de décès et 7,9 millions d'années de vie corrigées du facteur invalidité perdues en raison de problèmes respiratoires, de maladies pulmonaires et de cancers (Organisation mondiale de la Santé 2002).

Comme l'état de l'atmosphère détermine le développement, le transport, la dispersion et le dépôt des polluants atmosphériques à diverses échelles, il est à craindre que le changement climatique n'affecte la morbidité et la mortalité associées aux concentrations élevées de ces gaz et particules fines. Par conséquent, nous examinons des études prévoyant l'impact du changement climatique sur la

qualité de l'air, et d'autres estimant l'impact de ces changements sur la morbidité et la mortalité, particulièrement celles publiées depuis 2000. Nous avons limité notre recherche aux années précédentes en raison des progrès importants réalisés dans le domaine de la modélisation climatique (Solomon et al. 2007).

Météorologie et pollution atmosphérique

Les concentrations de pollution atmosphérique résultent des interactions entre les régimes climatiques locaux, les caractéristiques de la circulation atmosphérique, les vents, la topographie, les activités humaines (c.-à-d., les transports et la production d'électricité au charbon), les réponses humaines aux changements climatiques (c.-à-d., les premiers signes de vagues de froid ou de chaleur peuvent accroître les besoins en chauffage et climatisation et par conséquent, les besoins en énergie) et d'autres facteurs. En raison de leur climat général et de leur topographie, certaines régions sont prédisposées à

une mauvaise qualité d'air, car le climat est propice aux réactions chimiques favorisant la transformation des émissions, et la topographie restreint la dispersion des polluants (Kossmann et Sturman 2004 ; Rappengluck et al. 1999).

Certains polluants atmosphériques présentent des cycles saisonniers évidents (Alvarez et al. 2000 ; Eiguren-Fernandez et al. 2004 ; Hazenkamp-Von Arx 2004 ; Kassomenos et al. 2003 ; Nagendra et Khare 2003). Certaines situations atmosphériques présentent les conditions météorologiques requises pour l'apparition d'épisodes de pollution. Les épisodes de pollution atmosphérique sont souvent associés à des systèmes sans perturbation ou anticycloniques à migration lente ou à haute pression, qui réduisent la dispersion, la diffusion et le dépôt de la pollution (Rao et al. 2003 ; Schichtel et Husar 2001). Le champ de vent tridimensionnel, la turbulence qui y est associée et la température verticale sont importants (McGregor 1999 ; Pal Ayra 2000). Les conditions météorologiques influencent également les processus chimiques et physiques impliqués dans la formation de polluants secondaires, tels que l'ozone (Nilsson et al. 2001a, 2001b). Les écoulements d'air le long des flancs des systèmes anticycloniques peuvent transporter des précurseurs de l'ozone et créer une situation propice à la pollution de l'ozone (Lennarston et Schwartz 1999 ; Scott et Diab 2000 ; Tanner et Law 2002 ; Yarnal et al. 2001). Les écoulements d'air à large échelle, qui ne sont pas forcément reliés aux systèmes anticycloniques, peuvent interagir avec la topographie locale, les brises de mer/lac et de terre ou les vents de montagne et de vallée et ainsi accroître les concentrations de polluants (Cheng et al. 2001 ; Dayan et Levy 2002 ; Grossi et al. 1999 ; Hess et al. 2003 ; Kitada et Regmi 2003 ; Lennarston et Schwartz 2002 ; Liu et Chan 2002 ; Ma et Lyons 2003 ; Pillai et Moorthy 2001 ; Triantafyllou 2001). Les systèmes

Veillez adresser toute correspondance à K.L. Ebi, ESS, LLC, 5249 Tancreti Lane, Alexandria, VA 22034 USA. Téléphone : +1 (703) 304-6126. E-mail : krisebi@essllc.org

Les auteurs affirment n'avoir aucuns intérêts financiers concurrents.

Reçu le 7 mars 2008 ; accepté le 9 juillet 2008.

This translation is provided by TransPerfect Translations, USA. EHP strives to ensure that its foreign-language materials are faithful translations of their original English-language counterparts. Please report any problems or discrepancies to hu1@niehs.nih.gov.

météorologiques distants, tels que les cyclones tropicaux et les systèmes de basse pression des régions côtières peuvent augmenter les niveaux de pollution (Gallardo et al. 2002 ; Tanner et Law 2002 ; Wang et Kwok 2002).

Il se peut que le changement climatique ait un impact sur la qualité de l'air aux niveaux local et régional en raison des changements des taux de réactions chimiques, des hauteurs des couches limites (c.-à-d., la couche d'air proche du sol, qui est affectée par la chaleur diurne, l'humidité et le transport de la quantité de mouvement vers/depuis la surface), qui influencent le mélange vertical des polluants et la modification des écoulements d'air synoptiques qui régissent le transport des polluants. L'échelle synoptique correspond à la taille typique des systèmes de haute et basse pression des latitudes moyennes (environ une longueur horizontale de 1 000 km ou 620 miles). Les effets indirects peuvent résulter de l'augmentation ou de la diminution des émissions anthropogéniques liées aux changements du comportement humain ou résulter de la modification des niveaux d'émissions biogéniques en raison de températures plus élevées et du changement de la couverture végétale. Des températures plus élevées peuvent accroître les émissions d'isoprène, un hydrocarbure volatil et un polluant précurseur de l'ozone émis par de nombreuses espèces de plantes ligneuses. Il est toutefois assez difficile de déterminer l'échelle (locale, régionale, mondiale) et le sens du changement (amélioration ou détérioration) de la qualité de l'air (Bernard et al. 2001 ; Rainham et al. 2001 ; Semazzi 2003 ; Swart et al. 2004). Plus d'informations sont disponibles sur l'impact potentiel du changement climatique sur l'ozone en surface par rapport aux autres polluants atmosphériques.

Ozone

L'ozone en surface est un irritant pulmonaire connu, qui touche les membranes muqueuses respiratoires, les autres tissus pulmonaires et la fonction respiratoire. L'exposition à des concentrations élevées d'ozone est associée à un nombre d'admissions accru dans les hôpitaux en raison de pneumonie, maladie pulmonaire obstructive chronique, asthme, coryza allergique et autres maladies respiratoires, ainsi qu'à une mortalité prématurée (p. ex., Bell et al. 2004, 2007 ; Gryparis et al. 2004 ; Ito et al. 2005 ; Mudway et Kelly 2000). Les concentrations d'ozone à l'extérieur et les modèles d'activité sont les déterminants principaux de l'exposition à l'ozone (Suh et al. 2000). Bien qu'une quantité considérable d'informations soit disponible sur les effets de l'ozone sur la santé des populations d'Europe et d'Amérique du Nord, peu d'études ont été réalisées dans d'autres régions.

L'ozone en surface existe à la fois à l'état naturel et, comme constituant principal du smog urbain, en tant que polluant secondaire formé au cours de réactions photochimiques impliquant des oxydes d'azote et des composés organiques volatils en présence de la lumière du soleil associée à des températures élevées [Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA) 2007]. Les modifications de l'utilisation des terres au cours du siècle dernier influencent les concentrations d'ozone en modifiant les types de végétation et par conséquent, les émissions de composés organiques volatils biogéniques ayant un impact sur la production d'ozone (Solomon et al. 2007). Par ailleurs, l'urbanisation conduisant à des îles de chaleur peut influencer la production locale et la dispersion de l'ozone. Dans les régions urbaines, les moteurs à essence sont des sources importantes de composés organiques volatils, et des oxydes d'azote sont générés chaque fois que des combustibles fossiles sont brûlés (EPA américaine 2007). La température, le vent, le rayonnement solaire, l'humidité atmosphérique, la purge et le brassage influencent à la fois les émissions des polluants précurseurs de l'ozone et la production d'ozone (Mort et al. 2005 ; Nilsson et al. 2001a, 2001b). Comme la formation de l'ozone dépend de la lumière du soleil, les concentrations sont généralement plus élevées durant les mois estivaux, bien que toutes les villes n'aient pas présenté de fluctuations des concentrations d'ozone en fonction des saisons (Bates 2005). Selon les observations, les tendances de l'ozone troposphérique au cours des dernières décennies varient en apparence, selon les concentrations, et en amplitude dans de nombreuses régions, avec une tendance sérieusement à la hausse dans les basses latitudes (Solomon et al. 2007).

Changements prévus des concentrations troposphériques d'ozone en liaison avec le changement climatique. Il existe deux sources principales d'incertitude quant à l'évaluation de l'impact sur la santé des changements des concentrations troposphériques d'ozone à l'avenir : l'ampleur des futurs changements d'émissions des polluants précurseurs de l'ozone, et la mesure dans laquelle les futures conditions météorologiques pourraient accroître les concentrations d'ozone. Les futures émissions sont, bien sûr, incertaines et dépendent des hypothèses de croissance de la population, du développement économique, des mesures de réglementation et de la consommation d'énergie (Syri et al. 2002 ; Webster et al. 2002). Les réglementations plus strictes régulant les émissions anthropogéniques des composés organiques volatils et des oxydes d'azote provenant des moteurs à essence signifient que la combustion de la biomasse, notamment les feux, est susceptible de prendre de l'importance en tant que sources de

polluants précurseurs de l'ozone. En supposant que les émissions des polluants précurseurs de l'ozone restent stables, la mesure dans laquelle le changement climatique influencera la fréquence des futurs épisodes de pollution à l'ozone dépendra des conditions météorologiques (Hogrefe et al. 2004a ; Jones et Davies 2000 ; Liao et al. 2006 ; Mickley et al. 2004 ; Murazaki et Hess 2006 ; Racherla et Adams 2006 ; Sousounis et al. 2002). Dans les régions où il est anticipé que le changement climatique augmente la fréquence des conditions anticycloniques stables avec une faible ventilation des couches limites et les températures élevées qui y sont associées, des conditions sans nuages et un rayonnement solaire important, les normes de qualité de l'air actuelles sont susceptibles d'être dépassées (Hogrefe et al. 2004a ; Mickley et al. 2004 ; Murazaki et Hess 2006 ; Sousounis et al. 2002).

La future qualité de l'air, particulièrement aux niveaux local et régional, dépendra partiellement des concentrations de polluants à l'échelle mondiale. Depuis l'époque pré industrielle, les concentrations d'ozone ont augmenté en raison de l'accroissement des émissions de méthane, de monoxyde de carbone et d'oxydes d'azote. Selon les prévisions des concentrations maximales de la teneur moyenne annuelle, cette tendance risque de s'accroître au cours des 50 prochaines années (Prather et al. 2003). Toutefois, étant donné que de nombreuses métropoles proposent de réduire leurs émissions de polluants provenant de véhicules, il est attendu que les concentrations urbaines d'ozone augmentent moins rapidement ou diminuent (Cifuentes et al. 2001 ; Metcalfe et al. 2002). Par exemple, on estime que dans le cas des États-Unis, une réduction de 50 % des émissions de méthane diminuerait pratiquement de moitié les incidences de pollution massive à l'ozone (Fiore et al. 2002). La baisse de l'ozone stratosphérique pourrait également impliquer des concentrations plus élevées d'ozone en surface dans les régions polluées en raison d'une augmentation du rayonnement ultraviolet parvenant jusqu'au sol ; les rayons ultraviolets jouent un rôle dans la formation de l'ozone (Solomon et al. 2003).

Selon des scénarios de concentrations futures d'émissions et/ou de régimes climatiques, on a tenté de prévoir les modifications des concentrations de l'ozone en surface dans le monde entier, mais principalement en Europe et en Amérique du Nord (Anderson et al. 2001 ; Aw et Kleeman 2003 ; Bell et al. 2007 ; Derwent et al. 2001 ; Hogrefe et al. 2004b, 2004c, 2005a, 2005b, 2006 ; Johnson et al. 2001 ; Leung et Gustafson 2005 ; Liao et al. 2006 ; Murazaki et Hess 2006 ; Racherla et Adams 2006 ; Steiner et al. 2006 ; Stevenson et al. 2000 ; Taha 2001 ; West et

al. 2007) ; ces études, réalisées aux niveaux mondial et local, sont résumées dans les paragraphes suivants. Bien que ces études aient été menées selon des approches différentes, en considérant des facteurs divers, la plupart prévoit une augmentation des concentrations d'ozone troposphérique, avec une variabilité élevée selon les régions. Le Panel intergouvernemental sur le changement climatique en a conclu que le changement climatique modifierait toute une série de substances chimiques et de processus contrôlant la qualité de l'air, et il est probable que les effets finaux varient d'une région à l'autre (Solomon et al. 2007).

À l'échelle mondiale, si on considère 1990 comme la période de référence, des concentrations maximales de teneur moyenne annuelle d'ozone moyennement élevées de 60 parts par milliard (ppb) étaient projetées pour l'Europe centrale, la Chine, le Brésil, l'Afrique du Sud et l'est de l'Amérique du Nord durant l'été (Anderson et al. 2001). D'ici 2030, selon un scénario d'émissions élevées [Standardized Reference Emission Scenarios (SRES) ; voir Annexe 1, scénario A2], les régions présentant une teneur de 60 ppb risquaient de voir ce chiffre augmenter considérablement, particulièrement en Europe et en Amérique du Nord. D'ici 2060, la majeure partie des zones continentales peuplées verraient leurs concentrations d'ozone passer à au moins 60 ppb. D'ici 2100, on prévoyait qu'une grande partie de l'hémisphère nord atteigne des niveaux maximaux de teneur moyenne annuelle d'ozone de 60 ppb, tout comme les régions peuplées de l'hémisphère sud (Anderson et al. 2001). Toutefois, Liao et al. (2006) ainsi que Racherla et Adams (2006), se basant également sur le scénario SRES A2, prévoyaient que le changement climatique anthropogénique pourrait réduire la charge d'ozone mondiale en raison des modifications de la chimie atmosphérique. Liao et al. (2006) projetaient aussi que les concentrations d'ozone en surface des régions peuplées et de combustion de la biomasse, ou proches de celles-ci, augmenteraient.

Les concentrations d'ozone ont été estimées pour 10 régions du monde en 2030, au moyen d'un modèle de circulation général couplé et de chimie interactive (LMDz-INCA ; <http://aoc.amma-international.org/researchProduct/aerosol-chemistry/lmdz/index.en.php?current=20060930>) et selon le scénario SRES A2 (West et al. 2007). Il a été prouvé que les concentrations d'ozone modélisées pour les conditions actuelles correspondent dans une proportion raisonnable aux mesures d'ozone en surface. On estimait que la concentration d'ozone maximale pondérée sur 8 h pour la population moyenne mondiale augmenterait de 9,4 parties par milliard en volume (ppbv) par comparaison avec une simulation de la concentration en

2000, les augmentations les plus importantes étant prévues pour l'Asie du Sud (près de 15 ppbv) et avec des accroissements considérables au Moyen-Orient, en Asie du Sud-est, en Amérique latine et en Asie de l'Est.

Selon le scénario IS92a « Business as Usual », Forkel et Knoche (2006) projetaient des concentrations d'ozone en Allemagne pour les années 2030 en comparaison des années 1990. Ils prévoyaient que les émissions de composés organiques volatils et d'oxydes nitreux provenant des sols agricoles augmenteraient en fonction de la température. Les concentrations d'ozone maximales journalières projetées ont augmenté de 2 à 6 ppb (6 à 10 %) dans la région observée ; le nombre de jours durant les années 2030 où la concentration d'ozone maximale journalière dépassait 90 ppb a presque quadruplé, passant de 99 à 384.

En se basant sur le scénario SRES A1 et un modèle de transport chimique mondial [MOZART-2 ; Model of Ozone And Related chemical Tracers, version 2 (gcm.acd.ucar.edu/Mozart)], Murazaki et Hess (2006) ont estimé que d'ici la fin du XXI^e siècle, le changement climatique anthropogénique seul suffirait à réduire les concentrations d'ozone de fond aux États-Unis, tandis que l'ozone produit à l'intérieur du pays augmenterait. Dans la région ouest des États-Unis, les deux forces s'équilibreraient plus ou moins. Les auteurs prévoyaient que pour la région est des États-Unis, jusqu'à 12 jours supplémentaires par an dépasseraient 80 ppbv.

Taha (2001) projetait des augmentations des concentrations d'ozone d'ici la fin du siècle dans deux grandes villes de Californie en se basant sur des résultats modélisés reliant le rendement de deux modèles de circulation généraux aux futures émissions d'oxydes nitreux, de composés organiques volatils, d'hydrocarbures biogéniques, de sulfates et aux modèles de pollution atmosphérique utilisés pour évaluer la conformité de la qualité de l'air dans ces régions. Deux épisodes modélisés de démonstration fréquemment utilisés ont été choisis aux fins de l'étude : la projection 2010 du 26 au 28 août « 1987 » pour l'épisode de Los Angeles, et la projection 2005 du 11 au 13 juillet « 1990 » pour l'épisode de la vallée de Sacramento. Les concentrations d'ozone du dernier jour de chaque épisode ont été modélisées. En supposant que les émissions des années à venir seraient contrôlées, le modèle indiquait des augmentations considérables des concentrations d'ozone au moment des concentrations de pointe du scénario de référence dans le bassin de Los Angeles (jusqu'à 26 ppb, soit une augmentation d'environ 24 %) et dans la vallée de Sacramento (jusqu'à 12 ppb, soit une augmentation d'environ 10 %). En 1996, Aw et Kleeman (2003) ont simulé un

épisode de pollution atmosphérique élevée en 1996 dans le sud de la Californie avec une météorologie observée, puis avec des températures plus élevées. Les concentrations d'ozone ont augmenté jusqu'à 16 % avec des températures plus élevées (+5 °K) ; la cohérence était moins évidente pour la réponse PA_{2,5}, selon l'importance plus particulièrement accordée à la formation accrue des particules secondaires ou aux pertes par évaporation des particules de nitrate. Steiner et al. (2006) ont signalé des variations sur l'ensemble de la Californie quant à la sensibilité de l'ozone face aux changements de température, à un taux d'humidité absolue, aux émissions de composés organiques volatils biogéniques et aux conditions limites de la pollution sur une petite échelle (résolution de la grille de 4 km).

Lors d'une analyse à grande échelle de la pollution des États-Unis continentaux, Mickley et al. (2004) projetaient qu'en raison du changement climatique seul (scénario SRES A1b), la pollution de l'air (selon une estimation incluant le monoxyde de carbone et le carbone noir combustibles comme indicateurs de la pollution anthropogénique) pourrait augmenter dans le nord du Midwest en raison de réductions, entre 2000 et 2052, de la fréquence des passages frontaux canadiens qui dispersent la pollution atmosphérique stagnante. Leung et Gustafson (2005) se sont basés sur des simulations de climats régionaux pour la température, le rayonnement solaire, les précipitations et la stagnation/ventilation pour prévoir une baisse de la qualité de l'air au Texas et une amélioration de celle-ci dans le Midwest pour les années 2045 à 2055 par rapport aux années 1995 à 2005. Bell et al. (2007) ont montré que les concentrations d'ozone de la région médio-atlantique étaient plus sensibles aux changements des émissions biogéniques qu'aux changements des émissions anthropogéniques.

Dans le cadre du projet « New York Climate and Health » (Climat et santé à New York), Hogrefe et ses collègues ont effectué des analyses à l'échelle locale de l'impact de la pollution atmosphérique des futurs changements climatiques au moyen d'un modèle intégré (Hogrefe et al. 2004a, 2004b, 2004c ; 2005a, 2005b) pour évaluer l'influence potentielle des modifications de l'utilisation des terres et du climat sur l'impact sur la santé découlant du réchauffement et de l'ozone dans la région métropolitaine de New York City (Bell et al. 2007 ; Civerolo et al. 2007 ; Kinney et al. 2006 ; Knowlton et al. 2004). Les données météorologiques horaires des années 1990 aux années 2080 ont été simulées selon les scénarios SRES A2 et B2. Les résultats du climat mondial ont été reportés sur une grille de 36 km couvrant l'est des États-Unis au moyen du modèle de climat régional MM5 (modèle 5 à méso-échelle du

Penn State/National Center for Atmospheric Research ; www.mmm.ucar.edu/mm5/). Les résultats du MM5 ont ensuite été utilisés comme données d'entrée pour le modèle de qualité de l'air à l'échelle régionale CMAQ (Community Multiscale Air Quality). Cinq étés (juin à août) dans chacune des quatre décennies (1990, 2020, 2050 et 2080) ont été simulés sur une échelle de 36 km. Les émissions de polluants précurseurs dans la région est des États-Unis étaient basées sur les estimations de l'EPA américaine au niveau du comté pour 1996. Comparées aux observations des stations de surveillance de l'ozone, les projections initiales correspondaient aux modèles spatiaux et temporels de l'ozone de la région est des États-Unis dans les années 1990 (Hogrefe et al. 2004a). On estimait que les concentrations journalières moyennes sur 8 h au maximum devaient augmenter de 2,7, 4,2 et 5,0 ppb au cours des années 2020, 2050 et 2080 respectivement en raison du changement climatique (Hogrefe et al. 2004b). D'ici les années 2050, l'influence du climat sur les valeurs d'ozone moyennes était similaire en amplitude à l'influence de l'augmentation du fond de rayonnement global, mais le climat avait un impact plus important sur les valeurs extrêmes. Lorsque les émissions organiques volatiles biogéniques ont été laissées en augmentation en réponse au réchauffement, une augmentation supplémentaire des concentrations d'ozone a été projetée, qui était similaire en amplitude à celle du climat seul (Hogrefe et al. 2004b). Le changement climatique a accru les valeurs de la répartition des concentrations d'ozone, avec des augmentations relatives plus importantes pour les décennies à venir.

Particules atmosphériques

L'impact des PA sur la morbidité et la mortalité est bien connu (p. ex., Dominici et al. 2006 ; Ibalid-Mulli et al. 2002 ; Kappos et al. 2004 ; Pope et al. 2002), et donc l'augmentation des niveaux de concentrations aurait une influence gravement nuisible sur la santé. En se basant sur un modèle tridimensionnel de pollution climat-air couplée, Jacobson (2008) a comparé les effets sur la santé des concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone de l'époque préindustrielle par rapport à aujourd'hui. Les résultats obtenus suggèrent que le renforcement des concentrations de CO₂ a augmenté la quantité d'ozone troposphérique et de PA_{2,5}, ce qui, en retour, a accru la mortalité d'environ 1,1 % par degré de température supplémentaire par rapport au niveau de base. Selon Jacobson (2008), environ 40 % de l'augmentation était imputable à l'ozone et le reste aux PA. L'augmentation estimée de la mortalité était plus élevée dans les régions dont la qualité de l'air était plus faible.

Par rapport à l'ozone, les évaluations de l'impact du changement climatique sur les autres polluants sont peu nombreuses. Elles soulignent le rôle des stratégies de réduction locales pour déterminer les futures concentrations de polluants, tels que les PA et le dioxyde de soufre, et tendent à estimer que les normes de qualité de l'air seront dépassées au lieu de concentrations absolues (Guttikunda et al. 2003 ; Hicks 2003 ; Jensen et al. 2001 ; Slanina et Zhang 2004). Les résultats varient en fonction des régions. La gravité et la durée des épisodes estivaux de pollution atmosphérique (combustion de monoxyde de carbone et de carbone noir) régionaux sont censées augmenter dans la région nord-est et du Midwest des États-Unis d'ici 2045 à 2052 en raison de la diminution de la fréquence des cyclones de surface résultant du changement climatique (Mickley et al. 2004). Selon une étude britannique, le changement climatique conduirait à une réduction importante en jours avec des concentrations de particules élevées en raison des conditions météorologiques (Anderson et al. 2001). Toutefois, selon le projet « New Climate and Health », on estimait que les concentrations de PA_{2,5} augmenteraient en fonction du changement climatique, avec des effets différents selon les types de composants - les sulfates et les PA principaux présentant une augmentation marquée et les composants organiques et nitrés présentant une réduction - surtout en raison du passage en phase gazeuse de ces particules de type volatil (Hogrefe et al. 2005b, 2006).

Comme le transport transfrontalier des polluants joue un rôle important dans l'évaluation de la qualité de l'air local à régional (Ansmann et al. 2003 ; Bergin et al. 2005 ; Buchanan et al. 2002 ; Chan et al. 2002 ; Claiborn et al. 2000 ; Martin et al. 2002 ; He et al. 2003 ; Helmis et al. 2003 ; Holloway et al. 2003 ; Jaffe et al. 2003, 2004 ; Kato et al. 2004 ; Kellogg et Griffin 2006 ; Liang et al. 2004 ; Moore et al. 2003 ; Ryall et al. 2002 ; Tu et al. 2004), les tendances changeantes de la circulation atmosphérique au niveau hémisphérique à mondial revêtiront probablement une importance égale à celle des tendances régionales en termes de qualité de l'air locale à l'avenir (Langmann et al. 2003 ; Takemura et al. 2001).

Effets potentiels sur la santé

Le tableau 1 résume les prévisions de morbidité et de mortalité en fonction des relations actuelles entre l'exposition et la mortalité appliquées aux concentrations d'ozone projetées. Une augmentation des concentrations d'ozone influencerait la capacité des régions à atteindre leurs objectifs en matière de qualité de l'air. Peu de prévisions sont disponibles pour les villes des pays à faibles et moyens

revenus malgré les charges de pollution plus lourdes auxquelles ces populations doivent faire face, vraisemblablement en raison de subventions de recherche limitées.

Le projet « New York Climate and Health » a estimé l'impact potentiel sur la santé des futures concentrations d'ozone dans la région Est des États-Unis (Bell et al. 2007 ; Knowlton et al. 2004). Knowlton et ses collègues ont évalué les augmentations absolues et en pourcentage des décès journaliers en lien avec l'ozone se produisant en été dans la région métropolitaine de New York dans les années 2050 par rapport aux années 1990 (Kinney et al. 2006 ; Knowlton et al. 2004). L'existence de prévisions de concentrations d'ozone à l'échelle du comté a permis de comparer l'impact sur la population vivant au cœur de la zone urbaine à celui sur la population vivant dans les quartiers périphériques. L'augmentation de la mortalité en lien avec l'ozone et le changement climatique se situait entre 0,4 et 7,0 % dans 31 comtés. Bell et al. (2007) ont élargi l'analyse à 50 villes de la région Est et ont examiné le taux de mortalité ainsi que celui des admissions dans les hôpitaux. Ils estimaient que les concentrations d'ozone moyennes augmenteraient de 4,4 ppb (7,4 %) dans les années 2050 ; la fourchette était de 0,8 à 13,7 %. Par ailleurs, les jours d'alerte rouge à l'ozone étaient susceptibles d'augmenter de 68 %. Ils prévoyaient également que ces changements conduiraient à une augmentation de 0,11 à 0,27 % du taux de mortalité non accidentelle et à une augmentation moyenne de 0,31 % du taux de mortalité résultant des maladies cardiovasculaires.

En 2050, les concentrations d'ozone pour les villes de Los Angeles et de San Diego étaient estimées inférieures à celles du scénario d'émissions SRES A2 (Hwang et al. 2004). En se basant sur plusieurs évaluations de la relation exposition-réponse à l'ozone, Hwang et al. ont projeté que les taux de mortalité et d'admissions dans les hôpitaux augmenteraient parallèlement jusqu'à 3,7 %, la plupart des augmentations prévues étant < 1 %, selon la ville concernée et les résultats sur la santé.

Dans le cadre d'une évaluation britannique de l'impact potentiel du changement climatique, Anderson et al. (2001) ont utilisé des paramètres météorologiques journaliers projetés pour chaque jour jusqu'au mois de décembre 2099, en se basant sur le scénario IS92a (« Business as Usual ») du Panel intergouvernemental sur le changement climatique pour établir un point grille unique représentant les îles Britanniques. Un modèle chimique tridimensionnel mondial a été utilisé pour calculer l'influence de l'augmentation projetée des émissions de méthane, de monoxyde de carbone et d'oxydes d'azote résultant des activités humaines sur la répartition mondiale de l'ozone au cours de l'année 2100.

Tableau 1. Impacts projetés du changement climatique sur les effets de l'ozone sur la santé.

Région	Effet sur la santé	Modèle	Intervalles de temps des scénarios climatiques	Augmentation de la température et base de référence	Projections de population et autres hypothèses	Résultats principaux	Référence
Région métropolitaine de New York, États-Unis	Décès dus à l'ozone par comté	Fonction concentration-réponse provenant de documents épidémiologiques publiés. Concentrations d'ozone réparties sur une grille de la CMAQ.	GISS basé sur le SRES A2, réduit avec MM5. Années 2050	1,6 à 3,2 °C dans les années 2050 par rapport aux années 1990	Population et structure par âge constantes en 2000. Ne présuppose aucun changement de l'inventaire des émissions nationales de l'EPA américaine 1996 et A2 ; augmentations régulières du NO _x et des COV d'ici les années 2050.	Climat A2 uniquement : Augmentation de 4,5 % des décès dus à l'ozone. Ozone élevé dans tous les comtés. Climat et polluants précurseurs A2 : Augmentation de 4,4 % des décès dus à l'ozone. (Ozone peu élevé dans toutes les régions en raison des interactions avec le NO _x .)	Knowlton et al. 2004
50 villes, région Est des États-Unis	Hospitalisations et décès liés à l'ozone	Fonction concentration-réponse provenant de documents épidémiologiques publiés. Concentrations d'ozone réparties sur une grille de la CMAQ.	GISS basé sur le SRES A2, réduit avec MM5. Années 2050	1,6 à 3,2 °C dans les années 2050 par rapport aux années 1990	Population et structure par âge constantes en 2000. Aucun changement annoncé par l'inventaire des émissions nationales de l'EPA américaine 1996 et A2 ; augmentations régulières du NO _x et des COV d'ici les années 2050.	Les concentrations maximales d'ozone augmentent dans toutes les villes, avec les augmentations les plus importantes dans les villes dont les concentrations actuelles sont les plus importantes ; augmentation de 68 % sur un nombre moyen de jours/étés dépassant la norme de réglementation de 8 hr, conduisant à une augmentation de 0,11 à 0,27 % de la mortalité non accidentelle et à une augmentation moyenne de 0,31 % de la mortalité due aux maladies cardiovasculaires.	Bell et al. 2007
Régions de Los Angeles et de San Diego, Californie, États-Unis	Hospitalisations et décès liés à l'ozone	Fonction concentration-réponse provenant de documents épidémiologiques publiés. Concentrations d'ozone réparties sur une grille.	HadCM3 basé sur le SRES A2, réduit avec MM5, puis avec un modèle photochimique (CAMx) dans les années 2050 et 2090	2,1 à 2,7 °C dans les années 2050, et 4,6 à 5,5 °C dans les années 2090	Population et structure par âge constantes. Aucun changement annoncé par l'inventaire des émissions nationales de l'EPA américaine 1997 et A2 ; augmentations régulières du NO _x et des COVs d'ici les années 2050 et 2090.	Augmentation moyenne des concentrations de pointe d'ozone de 2,0 à 3,2 ppb dans les années 2050, et de 3,1 à 4,8 ppb dans les années 2090. Les augmentations des concentrations de pointes maximales sont 2 à 3 fois plus élevées. L'augmentation en pourcentage de la mortalité journalière dans les années 2050 va de 0,08 à 0,46 en fonction de la relation exposition-réponse. Les augmentations dans les années 2090 se situent entre 0,12 et 0,69. Les augmentations projetées des admissions hospitalières sont plus élevées.	Hwang et al. 2004
Angleterre et Pays de Galles, Royaume-Uni	Jours de pollution excessive (ozone, particules, NO _x)	Statistiques basées sur les facteurs météorologiques pour les jours de pollution élevée (température, vitesse du vent) ; projections des émissions de polluants précurseurs de l'ozone dues au trafic urbain au Royaume-Uni et dans le nord-ouest de l'Europe.	Scénarios UKCIP pour les années 2020, 2050 et 2080.	0,57 à 1,38 °C dans les années 2020 ; 0,89 à 2,44 °C dans les années 2050 ; 1,13 à 3,47 °C dans les années 2080 par rapport à la référence de base des années 1961 à 1990	Population et structure par âge constantes.	Sur l'ensemble de la période observée, des augmentations importantes des jours à concentration élevée de particules et de SO ₂ ; de faibles diminutions des autres polluants, à l'exception de l'ozone qui augmente. En présupposant un seuil, l'augmentation des effets de l'ozone sur la santé serait relativement faible. Si aucun seuil n'est assumé, on estime que l'ozone augmenterait le taux des décès prématurés de 10, 20 et 40 % pour les années 2020, 2050 et 2080, respectivement.	Anderson et al. 2001
10 régions du monde	Mortalité prématurée due à une exposition aiguë à l'ozone	Coefficient de la mortalité due à l'ozone tiré d'une étude effectuée sur 95 villes des États-Unis.	Modèle de circulation générale couplé et de chimie interactive (LMDz-INCA) basé sur le SRES A2 pour 2030.	Référence de base simulée pour 2000	Croissance de la population et émissions du scénario A2. Une réalisation incluait la législation récemment adoptée visant à contrôler l'ozone, et une autre réduction maximale possible projetée des polluants précurseurs de l'ozone.	Augmentation importante de l'ozone en 2030 suivant le scénario A2 ; augmentation de la concentration d'ozone pondérée sur 8 hr pour la population mondiale à 9,4 ppbv. Parallèlement à la croissance de la population, ces événements étaient associés à environ 500 000 décès supplémentaires. En établissant un seuil de 25 ppbv, 191 000 décès dans le monde entier pourraient être évités grâce à l'application de la législation actuellement en vigueur, et 458 000 décès pourraient être évités en utilisant des technologies de réduction maximale possible.	West et al. 2007

Abréviations : CMAQ, Community Multiscale Air Quality ; GISS, Goddard Institute for Space Studies ; HadCM3, l'un des modèles climatiques du Hadley Centre, Royaume-Uni ; NO_x, oxydes d'azote ; UKCIP, United Kingdom Climate Impacts Programme ; COV, composé organique volatil. Modifié à partir de Confalonieri et al. (2007).

L'impact du changement climatique sur l'augmentation de la fréquence et de la gravité des conditions météorologiques conduisant à des épisodes estivaux de pollution à l'ozone était censé faiblir en raison du changement des émissions de types de polluants précurseurs de l'ozone en Europe. Lorsque les auteurs ont évalué les seuils de l'impact de l'ozone sur la santé, l'augmentation de ses effets était relativement moindre. Si aucun seuil n'était établi, les auteurs estimaient alors que l'ozone augmenterait le taux de décès prématurés de 10, 20 et 40 % pour les années 2020, 2050 et 2080, respectivement.

Selon le scénario SRES A2, environ 500 000 décès supplémentaires ont été prévus pour l'année 2030 en raison de l'impact des concentrations d'ozone changeantes et de la croissance de la population dans dix régions du monde (West et al. 2007). Le coefficient journalier de mortalité aiguë par parties par milliard en volume en lien avec l'ozone a été tiré d'une étude effectuée sur 95 villes des États-Unis (Bell et al. 2004). En se basant sur un seuil de concentration bas de 25 ppbv et en tenant compte des réglementations récemment entrées en vigueur visant à assurer le contrôle des polluants précurseurs, environ 191 000 décès pourraient être évités dans le monde entier (0,2 % du nombre total projeté de décès en 2030). Si les technologies de contrôle des émissions actuellement disponibles

étaient agressivement appliquées à l'échelle mondiale, environ 458 000 décès pourraient être évités (0,5 % du nombre total projeté de décès en 2030). Plusieurs analyses de sensibilité ont montré que les résultats variaient considérablement en fonction du seuil estimé et du coefficient journalier de mortalité aiguë lié à l'ozone utilisé.

Discussion

La mauvaise qualité de l'air influence actuellement la santé de millions de personnes. Le changement climatique peut potentiellement accroître les expositions nocives aux concentrations élevées d'ozone et de PA_{2,5} en raison des changements des régimes climatiques régionaux. Toutefois, les projections d'avenir sont très incertaines. Les sources d'incertitude incluent non seulement le futur changement climatique, mais également les émissions futures des gaz à effet de serre, des polluants précurseurs de l'ozone et d'autres polluants ainsi que la façon dont la vulnérabilité et les modèles d'activité de la population peuvent évoluer à l'avenir.

En raison du degré d'incertitude élevé de la portée et de l'efficacité des futures réductions des émissions, la plupart des études ayant permis d'évaluer l'impact du changement climatique sur la qualité de l'air ont uniquement tenu compte du futur changement climatique et ont supposé que les émissions de polluants

précurseurs resteraient stables au cours des prochaines décennies. Par conséquent, l'accent s'est porté sur l'observation de la sensibilité des concentrations d'ozone à d'autres climats futurs plutôt que sur la projection des futures concentrations d'ozone. Sur la base d'un nombre limité d'études modélisées, le changement climatique est susceptible d'accroître les concentrations d'ozone dans les pays à revenus élevés lorsque les émissions de polluants précurseurs restent stables, ce qui conduit à une augmentation de la morbidité et de la mortalité. L'impact possible du changement climatique sur les concentrations de particules fines est moins certain.

On peut s'attendre à des contrôles plus rigoureux des émissions d'ozone, de PA_{2,5} et d'autres polluants en raison du nombre d'évidences croissant des effets nocifs de ces polluants atmosphériques sur la santé. Par conséquent, la mesure dans laquelle le changement climatique influencera la qualité de l'air dépendra en partie du contrôle réglementaire continu de l'ozone et des PA_{2,5}. Parallèlement, la sensibilité de la population peut varier en raison des progrès médicaux et de la modification des facteurs de risque.

Les réponses principales de la santé publique à l'impact projeté du changement climatique sur la santé sont la mitigation et l'adaptation. L'adaptation n'est pas une stratégie de gestion des risques efficace lorsque la qualité de l'air est mauvaise, car les mécanismes physiologiques susceptibles de réduire la sensibilité à l'ozone et aux autres polluants atmosphériques sont limités. Par conséquent, si les études sur modèles améliorées continuent de projeter des concentrations d'ozone plus élevées en raison du changement climatique, une réduction rapide des émissions générées chaque fois que des combustibles fossiles sont brûlés s'imposera pour protéger la santé des générations actuelles et futures. Des études montrent que la diminution des concentrations actuelles d'ozone troposphérique réduirait la morbidité et la mortalité, ce qui permettrait de réaliser des économies substantielles sur les coûts médicaux (p. ex., Ostro et al. 2006).

Pour que les institutions et les organismes concernés élaborent des réponses appropriées et opportunes, il est nécessaire d'effectuer des recherches supplémentaires pour réduire les incertitudes associées aux projections de l'impact sur la santé de la modification des concentrations d'ozone et de PA due au changement climatique. Des recherches permettront de mieux comprendre l'impact des futures voies d'émissions, l'influence du changement climatique sur les concentrations de particules fines et de gaz, la façon dont le changement des régimes climatiques peut influencer la fréquence et la gravité des épisodes de pollution résultant de la mauvaise

Annexe 1 : SRES

Les SRES ont été élaborés par le Panel intergouvernemental sur le changement climatique en tant que visions alternatives du développement futur (Nakicenovic et al. 2000). Quatre scénarios narratifs différents ont été mis au point pour décrire la relation entre les forces motrices des émissions de gaz à effet de serre et leur évolution. Aucune probabilité ni vraisemblance n'a été associée aux scénarios individuels. Aucun scénario n'est plus vraisemblable ni plus susceptible de se produire. Aucun des scénarios ne représente l'évaluation d'une tendance centrale pour toutes les forces motrices ou émissions.

Chaque scénario SRES présente une orientation distincte du développement futur, de sorte que les quatre scénarios divergent de manière de plus en plus irréversible. Ces scénarios ont été créés dans deux dimensions : les schémas de développement régionaux et mondiaux, et l'importance accordée aux préoccupations économiques ou environnementales. Il est important de noter que ces scénarios ne décrivent pas tous les mondes futurs possibles. Par exemple, dans aucun des scénarios SRES, les revenus du monde ne sont présentés comme constants ou en baisse. Les scénarios A2 et B2 sont fréquemment utilisés pour la modélisation de l'impact sur la santé.

Le scénario A2 décrit un monde hétérogène sur le thème sous-jacent de l'autonomie et de la préservation des identités locales. Les taux de fertilité varient lentement d'une région à l'autre, ce qui implique une augmentation continue de la population mondiale. Le développement économique est principalement axé sur les régions, et la croissance économique par habitant ainsi que les changements technologiques sont fragmentés et plus lents comparés aux autres scénarios.

Le scénario B2 décrit un monde où l'accent est mis sur les solutions locales favorisant la viabilité économique, sociale et environnementale. Il s'agit d'un monde dans lequel la population mondiale augmente continuellement (à un taux plus lent que celui du scénario A2), qui présente des niveaux intermédiaires de développement économique ainsi que des changements technologiques moins rapides et plus diversifiés.

Le total cumulé des émissions de CO₂ est catégorisé comme très élevé dans le scénario A2 (> 1 800 GtC (gigatonnes)) et moyen à bas dans le scénario B2 (1 100 à 1 450 GtC) en 2100.

qualité de l'air, la sensibilité de la population et la manière dont ces facteurs peuvent interagir. L'augmentation des gaz à effet de serre indique que sans la mise en œuvre de réglementations, le développement et le déploiement de nouvelles technologies, la future qualité de l'air pourrait décliner.

RÉFÉRENCES

- Alvarez E, de Pablo F, Tomás C, Rivas L. 2000. Spatial and temporal variability of ground-level ozone in Castilla-León (Spain). *Int J Biometeorol* 44: 44–51.
- Anderson HR, Derwent RG, Stedman J. 2001. Air pollution and climate change. In: *Health Effects of Climate Change in the UK* Department of Health, London:UK Department of Health, 193–217.
- Ansmann A, Bosenberg J, Chaikovsky A, Cameron A, Eckhardt S, Eixmann R, et al. 2003. Long-range transport of Saharan dust to northern Europe: The 11–16 October 2001 outbreak observed with EARLINET. *J Geophys Res Atmos* 108(D24):4783.
- Aw J, Kleeman MJ. 2003. Evaluating the first-order effect of inter-annual temperature variability on urban air pollution. *J Geophys Res* 108:7/1–7/18.
- Bates DV. 2005. Ambient ozone and mortality. *Epidemiology* 16(4):427–429.
- Bell ML, Goldberg R, Hogrefe C, Kinney PL, Knowlton K, Lynn B, et al. 2007. Climate change, ambient ozone, and health in 50 US cities. *Clim Change* 82:61–76.
- Bell ML, McDermott A, Zeger SL, Samet JM, Dominici F. 2004. Ozone and mortality in 95 US urban communities, 1987 to 2000. *JAMA* 292:2372–2378.
- Bergin MS, West JJ, Keating TJ, Russell AG. 2005. Regional atmospheric pollution and transboundary air quality management. *Annu Rev Environ Resources* 30:1–37.
- Bernard SM, Samet JM, Grambsch A, Ebi KL, Romieu I. 2001. The potential impacts of climate variability and change on air pollution-related health effects in the United States. *Environ Health Perspect* 109:199–209.
- Buchanan CM, Beverland IJ, Heal MR. 2002. The influence of weather-type and long-range transport on airborne particle concentrations in Edinburgh, UK. *Atmos Environ* 36:5343–5354.
- Chan CY, Chan LY, Lam KS, Li YS, Harris JM, Oltmans SJ. 2002. Effects of Asian air pollution transport and photochemistry on carbon monoxide variability and ozone production in subtropical coastal south China. *J Geophys Res Atmos* 107(D24):4746.
- Cheng WL, Pai JL, Tsuang BJ, Chen CL. 2001. Synoptic patterns in relation to ozone concentrations in west-central Taiwan. *Meteorol Atmos Phys* 78:11–21.
- Cifuentes L, Borja-Aburto VH, Gouveia N, Thurston G, Davis DL. 2001. Assessing the health benefits of urban air pollution reductions associated with climate change mitigation (2000–2020): Santiago, São Paulo, Mexico City, and New York City. *Environ Health Perspect* 109: 419–425.
- Civerolo K, Hogrefe C, Lynn B, Rosenthal J, Ku J-Y, Solecki W, et al. 2007. Estimating the effects of increased urbanization on future surface meteorology and ozone concentrations in the New York City metropolitan region. *Atmos Environ* 41(9):1803–1818.
- Claiborn, CS, Finn D, Larson TV, Koenig JQ. 2000. Windblown dust contributes to high PM_{2.5} concentrations. *J Air Waste Manag Assoc* 50:1440–1445.
- Confalonieri U, Menne B, Akhtar R, Ebi KL, Haugue M, Kovats RS, et al. 2007. Human health. In: *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden PJ, Hansson CE, eds), Cambridge, UK:Cambridge University Press.
- Dayan U, Levy I. 2002. Relationship between synoptic-scale atmospheric circulation and ozone concentrations over Israel. *J Geophys Res Atmos* 107(D24):4813.
- Derwent RG, Collins WJ, Johnson CE, Stevenson DS. 2001. Transient behaviour of tropospheric ozone precursors in a global 3-D CTM and their indirect greenhouse effects. *Clim Change* 49:463–487.
- Dominici F, Peng RD, Bell ML, Pham L, McDermott A, Zeger SL, et al. 2006. Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *JAMA* 295(10):1127–1134.
- Figueren-Fernandez A, Miguel AH, Froines JR, Thurairatnam S, Avol EL. 2004. Seasonal and spatial variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in vapor-phase and PM_{2.5} in Southern California urban and rural communities. *Aerosol Sci Technol* 38:447–455.
- Fiore AM, Jacob DJ, Field DB, Streets DG, Fernandes SD, Jang C. 2002. Linking ozone pollution and climate change: the case for controlling methane. *Geophys Res Lett* 29(19):919.
- Forkel R, Knoche R. 2006. Regional Climate Change and Its Impact on Photooxidant Concentrations in Southern Germany: Simulations with a Coupled Regional Climate-chemistry Model. *J Geophys Res* 111.
- Gallardo L, Olivares G, Langner L, Aarhus B. 2002. Coastal lows and sulfur air pollution in Central Chile. *Atmos Environ* 36:3829–3841.
- Grossi P, Philippe T, Martilli A, Clappier A. 1999. Effect of sea breeze on air pollution in the greater Athens area. Part II: Analysis of different emission scenarios. *J Appl Meteorol* 39:563–575.
- Gryparis A, Forsberg B, Katsouyanni K, Analitis A, Touloumi G, Schwartz J, et al. 2004. Acute effects of ozone on mortality from the “air pollution and health: a European approach” project. *Am J Respir Crit Care Med* 170:1080–1087.
- Guttikunda SK, Carmichael GR, Calori G, Eck C, Woo J-H. 2003. The contribution of megacities to regional sulfur pollution in Asia. *Atmos Environ* 37:11–22.
- Hazenkamp-Von Arx ME, Gotschi T, Ackermann-Liebrich U, Bono R, Burney P, Cyrus J, et al. 2004. PM_{2.5} and NO₂ assessment in 21 European study centres of ECRHS II: annual means and seasonal differences. *Atmos Environ* 38:1943–1953.
- He Z, Kim YJ, Ogunjobi KO, Hong CS. 2003. Characteristics of PM_{2.5} species and long-range transport of air masses at Taean background station, South Korea. *Atmos Environ* 37:219–230.
- Helmis CG, Moussiopoulos N, Flocas HA, Sahm P, Assimakopoulos VD, Naneris C, et al. 2003. Estimation of transboundary air pollution on the basis of synoptic-scale weather types. *Int J Climatol* 23:405–416.
- Hess GD, Tory KJ, Puri K, Cope ME, Lee S, Manins PC, et al. 2003. The Australian air quality forecasting system. Part II: case study of a Sydney 7-day photochemical smog event. *J Appl Meteorol* 43:663–679.
- Hicks BB. 2003. Planning for air quality concerns of the future. *Pure Appl Geophys* 160(1–2): 57–74.
- Hogrefe C, Biswas J, Lynn B, Civerolo K, Ku J-Y, Rosenthal J, et al. 2004a. Simulating regional-scale ozone climatology over the Eastern United States: model evaluation results. *Atmos Environ* 38:2627–2638.
- Hogrefe C, Civerolo K, Ku J-Y, Lynn B, Rosenthal J, Knowlton K, et al. 2004b. Modeling the Air Quality Impacts of Climate and Land Use Change in the New York City Metropolitan Area, Models-3 Users' Workshop, 18–20 October 2004. Research Triangle Park, NC. Available: http://www.cmascenter.org/html/2004_workshop/abstracts/Climate%20Multiscale/Hogrefe_abstract.pdf [accessed 15 September 2008].
- Hogrefe C, Civerolo K, Ku J-Y, Lynn B, Rosenthal J, Solecki B, et al. 2006. Air quality in future decades—determining the relative impacts of changes in climate, anthropogenic and biogenic emissions, global atmospheric composition, and regional land use. In: *Air Pollution Modeling and Its Application XVII* (Borrego C, Norman AL, eds). Proceedings of the 27th NATO/CCMS International Technical Meeting on Air Pollution Modeling and Its Application, 25–29 October 2004, Banff, Canada. New York: Springer, 217–226.
- Hogrefe C, Leung R, Mickley L, Hunt S, Winner D. 2005a. Considering climate change in air quality management. *EM (Environmental Manager)* October:19–23.
- Hogrefe C, Lynn B, Civerolo K, Ku J-Y, Rosenthal J, Rosenzweig C, et al. 2004c. Simulating changes in regional air pollution over the eastern United States due to changes in global and regional climate and emissions. *J Geophys Res* 109:D22301.
- Hogrefe C, Lynn B, Rosenzweig C, Goldberg R, Civerolo K, Ku J-Y, et al. 2005b. Utilizing CMAQ Process Analysis to Understand the Impacts of Climate Change on Ozone and Particulate Matter, Models-3 Users' Workshop, 26–28 September 2005. Chapel Hill, NC. Available: http://www.cmascenter.org/conference/2005/abstracts/3_2.pdf [15 September 2008].
- Holloway T, Fiore A, MG Hastings MG. 2003. Intercontinental transport of air pollution: will emerging science lead to a new hemispheric treaty? *Environ Sci Technol* 37:4535–4542.
- Hwang R, Burer MJ, Bell M. 2004. Smog in the Forecast: Global Warming, Ozone Pollution and Health in California. San Francisco:National Resources Defense Council.
- Ibald-Mulli A, Wichmann HE, Kreyling W, Peters A. 2002. Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. *J Aerosol Med* 15:189–201.
- Ito K, De Leon SF, Lippmann M. 2005. Associations between ozone and daily mortality: analysis and meta-analysis. *Epidemiology* 16:446–457.
- Jacobson MZ. 2008. On the causal link between carbon dioxide and air pollution mortality. *Geophys Res Lett* 35:L03809; doi:10.1029/2007GL031101. [Online 12 February 2008].
- Jaffe D, Bertsch I, Jaegle L, Novelli P, Reid JS, Tanimoto H, et al. 2004. Long-range transport of Siberian biomass burning emissions and impact on surface ozone in western North America. *Geophys Res Lett* 31:L16106.
- Jaffe D, McKendry I, Anderson T, Price H. 2003. Six ‘new’ episodes of trans-Pacific transport of air pollutants. *Atmos Environ* 37:391–404.
- Jensen SS, Berkowicz R, Winther M, Palmgren F, Zlatev Z. 2001. Future air quality in Danish cities due to new emission and fuel quality directives of the European Union. *Int J Vehicle Design* 27:195–208.
- Johnson CE, Stevenson DS, Collins WJ, Derwent RG. 2001. Role of climate feedback on methane and ozone studied with a coupled ocean-atmosphere-chemistry model. *Geophys Res Lett* 28:1723–1726.
- Jones JM, Davies TD. 2000. The influence of climate on air and precipitation chemistry over Europe and downscaling applications to future acidic deposition. *Clim Res* 14(1):7–24.
- Kappos AD, Bruckmann P, Eikmann T, Englert N, Heinrich U, Hoppe P, et al. 2004. Health effects of particles in ambient air. *Int J Hyg Environ Health* 207: 399–407.
- Kassomenos PA, Sindosi OA, Lolis CJ, Chaloulakou A. 2003. On the relation between seasonal synoptic circulation types and spatial air quality characteristics in Athens, Greece. *J Air Waste Manag Assoc* 53:309–324.
- Kato S, Kajita Y, Itokazur R, Hirokawad J, Kodae S, Kinjof Y. 2004. Transport of atmospheric carbon monoxide, ozone, and hydrocarbons from Chinese coast to Okinawa island in the Western Pacific during winter. *Atmos Environ* 38: 2975–2981.
- Kellogg CA, Griffin DW. 2006. Aerobiology and the global transport of desert dust trends. *Ecol Evol* 21(11):638–644.
- Kinney P, Rosenthal J, Rosenzweig C, Hogrefe C, Solecki W, Knowlton K, et al. 2006. Assessing the potential public health impacts of changing climate and land use: NY Climate and Health Project. In: *Regional Climate Change and Variability: Impacts and Responses* (Ruth M, Donaghy K, Kirshen P, eds). *New Horizons in Regional Science Series*. Cheltenham, UK:Edward Elgar, 161–189.
- Kitada T, Regmi RP. 2003. Dynamics of air pollution transport in late wintertime over Kathmandu valley, Nepal, as revealed with numerical simulation. *J Appl Meteorol* 12:1770–1798.
- Knowlton K, Rosenthal JE, Hogrefe C, Lynn B, Gaffin S, Goldberg R, et al. 2004. Assessing ozone-related health impacts under a changing climate. *Environ Health Perspect* 112:1557–1563.
- Kossmann M, Sturman A. 2004. The surface wind field during winter smog nights in Christchurch and coastal Canterbury, New Zealand. *Int J Climatol* 24: 93–108.
- Langmann B, Bauer SE, Bey I. 2003. The influence of the global photochemical composition of the troposphere on European summer smog. Part I: Application of a global to mesoscale model chain. *J Geophys Res Atmos* 108(D4): 4146.
- Lennartson GJ, Schwartz MD. 1999. A synoptic climatology of surface-level ozone in Eastern Wisconsin, USA. *Clim Res* 13:207–220.
- Leung R, Gustafson WI Jr. 2005. Potential regional climate change and implications to US air quality. *Geophys Res Lett* 32(16).
- Liang Q, Jaegle L, Jaffe DA, Weiss-Penzias P, Heckman A, Snow JA. 2004. Long-range transport of Asian pollution to the northeast Pacific: seasonal variations and transport pathways of carbon monoxide. *J Geophys Res Atmos* 109(D23):D23S07.
- Liao H, Chen WT, Seinfeld JH. 2006. Role of climate change in

- global predictions of future tropospheric ozone and aerosols. *J Geophys Res Atmos* 111:D12304.
- Liu HP, Chan JCL. 2002. Boundary layer dynamics associated with a severe air-pollution episode in Hong Kong. *Atmos Environ* 36:2013–2025.
- Ma YM, Lyons TJ. 2003. Recirculation of coastal urban air pollution under a synoptic scale thermal trough in Perth, Western Australia. *Atmos Environ* 37: 443–454.
- Martin BD, Fuelberg HE, Blake NJ, Crawford JH, Logan LA, Blake DR, et al. 2002. Long-range transport of Asian outflow to the equatorial Pacific. *J Geophys Res Atmos* 108(D2):8322.
- McGregor GR. 1999. Basic meteorology. In: *Air Pollution and Health* (Holgate S, Samet JM, Koren HS, Maynard RL, eds). London:Academic Press, 21–49.
- Metcalfe SM, Whyatt JD, Derwent RG, O'Donoghue M. 2002. The regional distribution of ozone across the British Isles and its response to control strategies. *Atmos Environ* 36:4045–4055.
- Mickley LJ, Jacob DJ, Field BD, Rind D. 2004. Effects of future climate change on regional air pollution episodes in the United States. *Geophys Res Lett* 31: L24103.
- Moore KG, Clarke AD, Kapustin VN, Howell SG. 2003. Long-range transport of continental plumes over the Pacific Basin: aerosol physicochemistry and optical properties during PEM-Tropics A and B. *J Geophys Res Atmos* 108(D2):8236.
- Mott JA, Mannino DM, Alverson CJ, Kiyu A, Hashim J, Lee T, et al. 2005. Cardiorespiratory hospitalizations associated with smoke exposure during the 1997 Southeast Asian forest fires. *Int J Hyg Environ Health* 208: 75–85.
- Mudway IS, Kelly FJ. 2000. Ozone and the lung: a sensitive issue. *Mol Aspects Med* 21:1–48.
- Murazaki K, Hess P. 2006. How does climate change contribute to surface ozone change over the United States? *J Geophys Res* 111:D05301; doi:10.1029/2005JD005873, 2006. [Online 1 March 2006].
- Nagendra S, Khare M. 2003. Diurnal and seasonal variations of carbon monoxide and nitrogen dioxide in Delhi City. *Int J Environ Pollut* 19:75–96.
- Nakicenovic N, Alcamo J, Davis G, de Vries B, Fenhann J, Gaffin S, et al., eds. 2000. *Special Report on Emissions Scenarios*. Cambridge, U.K.:Cambridge University Press.
- Nilsson ED, Paatero J, Boy M. 2001a. Effects of air masses and synoptic weather on aerosol formation in the continental boundary layer. *Tellus Series B: Chem Phys Meteorol* 53:462–478.
- Nilsson ED, Rannik U, Kulmala M, Buzoriov G, O'Dowd CD. 2001b. Effects of continental boundary layer evolution, convection, turbulence and entrainment, on aerosol formation *Tellus Series B: Chem Phys Meteorol* 53: 441–461.
- Ostro BD, Tran T, Levy JI. 2006. The health benefits of reduced tropospheric ozone in California. *J Air Waste Manag Assoc* 56:1007–1021.
- Pal Arya S. 2000. Air pollution meteorology and dispersion. *Bound Lay Meteorol* 94: 171–172.
- Pillai PS, Moorthy KK. 2001. Aerosol mass-size distributions at a tropical coastal environment: response to mesoscale and synoptic processes. *Atmos Environ* 35: 4099–4112.
- Pope CA III, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, et al. 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287:1132–1141.
- Prather M, Gauss M, Berntsen T, Isaksen I, Sundet J, Bey I, et al. 2003. Fresh air in the 21st century? *Geophys Res Lett* 30(2):1100.
- Racherla PN, Adams PJ. 2006. Sensitivity of global tropospheric ozone and fine particulate matter concentrations to climate change. *J Geophys Res Atmos* 111: D24103.
- Rainham DGC, Smoyer KE, Burnett RT. 2001. Spatial synoptic classification of air pollution and human mortality associations in Toronto, Canada: past relationships and policy implications. *Am J Epidemiol* 153(suppl S):1015.
- Rao ST, Ku JY, Berman S, Zhang D, Mao H. 2003. Summertime characteristics of the atmospheric boundary layer and relationships to ozone levels over the eastern United States. *Pure Appl Geophys* 160:21–55.
- Rappengluck B, Oyola P, Olaeta I, Fabian P. 1999. The evolution of photochemical smog in the metropolitan area of Santiago de Chile. *J Appl Meteorol* 39: 275–290.
- Ryall DB, Derwent RG, Manning AJ, Redington AL, Corden J, Millington W, et al. 2002. The origin of high particulate concentrations over the United Kingdom, March 2000. *Atmos Environ* 36:1363–1378.
- Schichtel BA, Husar RB. 2001. Eastern North American transport climatology during high- and low-ozone days. *Atmos Environ* 35:1029–1038.
- Scott GM, Diab RD. 2000. Forecasting air pollution potential: a synoptic climatological approach. *J Air Waste Manag Assoc* 50:1831–1842.
- Semazzi F. 2003. Air quality research: perspective from climate change modelling research. *Environ Int* 29:253–261.
- Slanina S, Zhang YH. 2004. Aerosols: connection between regional climatic change and air quality (IUPAC Technical Report). *Pure Applied Chem* 76:1241–1253.
- Solomon KR, Tang XY, Wilson SR, Zanis P, Bais AF. 2003. Changes in tropospheric composition and air quality due to stratospheric ozone depletion. *Photochem Photobiol Sci* 2:62–67.
- Solomon S, Qin D, Manning M, Alley RB, Berntsen T, Bindoff NL, et al. 2007. Technical summary. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt K, Tignor M, Miller HL, eds). Cambridge, UK/New York, NY:Cambridge University Press, 19–91.
- Sousounis PJ, Scott CPJ, Wilson ML. 2002. Possible climate change impacts on ozone in the Great Lakes region: some implications for respiratory illness. *J Great Lakes Res* 28:626–642.
- Steiner AL, Tonse S, Cohen RC, Goldstein AH, Harley RA. 2006. Influence of future climate and emissions on regional air quality in California. *J Geophys Res Atmos* 111: D18303.
- Stevenson DS, Johnson CE, Collins WJ, Derwent RG, Edwards JM. 2000. Future estimates of tropospheric ozone radiative forcing and methane turnover: the impact of climate change. *Geophys Res Lett* 27:2073–2076.
- Suh HH, Bahadori T, Vallarino J, Spengler JD. 2000. Criteria air pollutants and toxic air pollutants. *Environ Health Perspect* 108(suppl 4):625–633.
- Swart R, Amann M, Raes F, Tuinstra W. 2004. A good climate for clean air: linkages between climate change and air pollution. *Clim Change* 66:263–269.
- Syri S, Karvosenoja N, Lehtila A, Laurila T, Lindfors V, Tuovinen JP. 2002. Modeling the impacts of the Finnish Climate Strategy on air pollution. *Atmos Environ* 36: 3059–3069.
- Taha H. 2001. Potential Impacts of Climate Change on Tropospheric Ozone in California: A Preliminary Episodic Modeling Assessment of the Los Angeles Basin and the Sacramento Valley. LBNL-46695. Berkeley, CA:Lawrence Berkeley National Laboratories.
- Takemura T, Nakajima T, Nozawa T, Aoki K. 2001. Simulation of future aerosol distribution, radiative forcing, and long-range transport in East Asia. *J Meteorol Soc Japan* 79:1139–1155.
- Tanner PA, Law PT. 2002. Effects of synoptic weather systems upon the air quality in an Asian megacity. *Water Air Soil Pollut* 136:105–124.
- Triantafyllou AG. 2001. PM10 pollution episodes as a function of synoptic climatology in a mountainous industrial area. *Environ Poll* 112:491–500.
- Tu FH, Thornton DC, Brandy AR, Carmichael GR, Tang YH, Thornhill KL, et al. 2004. Long-range transport of sulfur dioxide in the central Pacific. *J Geophys Res Atmos* 109(D15):D15S08.
- U.S. EPA. 2007. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Ozone: Policy Assessment of Scientific and Technical Information. OAOPS Staff Paper. EPA-452/R-07-007. Research Triangle Park, NC:U.S. Environmental Protection Agency. Available: http://www.epa.gov/ttnaaqs/standards/ozone/data/2007_07_ozone_staff_paper.pdf [accessed 1 May 2008].
- Wang T, Kwok JYH. 2002. Measurement and analysis of a multi-day photochemical smog episode in the Pearl River delta of China. *J Appl Meteorol* 42:404–416.
- Webster MD, Babiker M, Mayer M, Reilly JM, Harnisch J, Hyman R, et al. 2002. Uncertainty in emissions projections for climate models. *Atmos Environ* 36: 3659–3670.
- West JJ, Szopa S, Hauglustaine DA. 2007. Human mortality effects of future concentrations of tropospheric ozone. *CR Geoscience* 339:775–783.
- WHO. 2002. *World Health Report 2002: Reducing Risks, Promoting Healthy Life*. Geneva:World Health Organization.
- Yarnal B, Comrie AC, Frakes B, Brown DP. 2001. Developments and prospects in synoptic climatology. *Int J Climatol* 21:1923–1950.